万方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

基于PMF和源示踪物比例法的大气羰基化合物来源解析：以南京市观测为例

胡崑，王鸣，王红丽，景盛翱，陈文泰，卢兴东

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2021年1月

第42卷 第1期
Vol.42 No.1

双奖期刊

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第42卷 第1期
2021年1月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第42卷第1期 2021年1月
Vol.42,No.1 Jan.,2021

秸秆与氮肥配比对农田土壤内外源碳释放的影响

孙昭安[1,2],张轩[2],胡正江[3],王开永[3],陈清[2],孟凡乔[2*]

(1.潍坊学院生物与农业工程学院,山东省高校生物化学与分子生物学重点实验室,潍坊 261061;2.中国农业大学资源与环境学院,农田土壤污染防控与修复北京市重点实验室,北京 100094;3.山东省桓台县农业农村局,桓台 256400)

摘要:秸秆配施氮肥调节C/N比不仅影响外源秸秆的矿化,也影响内源土壤有机碳(SOC)的分解(即激发效应),因此研究秸秆与氮肥配比对土壤内外源有机碳分解的影响,对于农田温室气体减排和土壤肥力提升具有双重意义.本研究以山东桓台农田土壤为研究对象,为了探究秸秆与氮肥的配比对秸秆与SOC分解的影响,在不同氮肥水平下,采用^{13}C标记玉米秸秆进行室内土壤培养32周,设置4个处理:CK、秸秆(S)、秸秆+低量尿素(SN1)和秸秆+高量尿素(SN2).在整个培养期进行16次动态取样,借助^{13}C两元线性模型,拆分土壤释放CO_2中源于秸秆和SOC的比例.结果表明,随着培养时间的进行,SOC分解对土壤释放CO_2的贡献呈先减少后升高的趋势,相反,秸秆矿化对土壤释放CO_2的贡献呈先升高后减少的趋势,到培养期末,SOC和秸秆分解对土壤CO_2释放的贡献分别为0.84~0.86和0.14~0.16;在整个培养期,施氮对秸秆累计分解的影响呈先增加后减少的趋势,高氮和低氮施用对秸秆分解的促进程度最高分别为15.8%和7.9%,经历整个培养期,低氮抑制秸秆幅度达到7.1%,而高氮呈轻度促进秸秆分解的趋势(0.7%).在整个培养期,秸秆配施不同氮量对SOC矿化的激发效应程度呈先升高后降低趋势,在第7 d取样达到最高为55%~148%,并且随着施氮量增加而升高,随着培养时间的进行,各处理的激发效应程度趋于相等,约为50%.因此,秸秆配施氮肥调节C∶N不仅影响外源秸秆对SOC的贡献,也影响内源SOC的分解,进而影响土壤碳的固持,经过整个培养期,土壤残留秸秆碳不能完全补偿因激发效应导致SOC的损失,导致SOC库的净亏损.

关键词:激发效应;秸秆分解;两源区分土壤CO_2;^{13}C标记;C/N比

中图分类号:X144 **文献标识码**:A **文章编号**:0250-3301(2021)01-0459-08 **DOI**:10.13227/j.hjkx.202004232

How Different Ratios of Straw Incorporation to Nitrogen Fertilization Influence Endogenous and Exogenous Carbon Release from Agricultural Soils

SUN Zhao-an[1,2], ZHANG Xuan[2], HU Zheng-jiang[3], WANG Kai-yong[3], CHEN Qing[2], MENG Fan-qiao[2*]

(1. Key Laboratory of Biochemistry and Molecular Biology in University of Shandong, College of Biological and Agricultural Engineering, Weifang University, Weifang 261061, China; 2. Beijing Key Laboratory of Farmland Soil Pollution Prevention and Remediation, College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094, China; 3. Agricultural Bureau of Huantai County, Huantai 256400, China)

Abstract: The adjustment of the C/N ratio by straw combined with fertilizer nitrogen (N) not only affects straw decomposition but also affects soil organic carbon (SOC) decomposition, i.e. the priming effects. Therefore, it is doubly important to study how the ratios of straw to N fertilizer influence the release of endogenous and exogenous C for greenhouse gas emission reduction and soil fertility improvement. We conducted a 32-week laboratory incubation experiment with ^{13}C labeled maize straw under different N levels in farmland soil collected from fields in Huantai County to investigate the effect of the ratios of straw to N fertilizer on straw decomposition and the priming effects. Four treatments were set up, including CK, corn straw (S), corn straw + low urea rates (SN1), and corn straw + high urea rates (SN2). Dynamic sampling was conducted during the early stage (0-10 d), the middle stage (11-43 d), and the later stage (44-224 d) of straw decomposition. The approach was based on using a two-source mixing model to differentiate two sources of soil CO_2 (straw and soil-derived C). With an increase in the incubation time, the contribution of SOC decomposition to soil CO_2 emissions first decreased and then increased. On the contrary, the contribution of straw mineralization to soil CO_2 emissions first increased and then decreased. By the end of the incubation time, the contribution of SOC and straw decomposition to soil CO_2 emissions was 0.84-0.86 and 0.14-0.16, respectively. Over the whole incubation period, the effects of N fertilization on straw decomposition first increased and then decreased. The promotion degree of high and low N fertilization on straw decomposition was up to 15.8% and 7.9%, respectively. Over the whole incubation period, the inhibition degree of low N fertilization reached up to 7.1%, while high N fertilization showed a slight promotion trend of 0.7%. Therefore, the regulation of C∶N by straw combined with fertilizer N not only affected the contribution of exogenous straw to SOC but also influenced the decomposition of endogenous SOC, and then influenced soil C fixation. Over the whole incubation period, straw C retention could not compensate for CO_2 released by the priming effects, which led to a net loss of SOC.

Key words: rhizosphere effects; straw decomposition; two-source partitioning of soil CO_2; ^{13}C labeling; C/N ratio

收稿日期:2020-04-23;**修订日期**:2020-06-30

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFD0201204);潍坊学院博士科研启动基金项目(2019BS12)

作者简介:孙昭安(1985~),男,博士,讲师,主要研究方向为农田土壤碳氮循环,E-mail:sun.zhaoan@163.com

* 通信作者,E-mail:mengfq@cau.edu.cn

在农田系统中,秸秆还田不仅是土壤有机碳(soil organic carbon,SOC)输入的主要来源,也是作物养分吸收的重要贡献源[1~4]. 外源秸秆新碳的输入不一定可以提高 SOC 水平,这是由于秸秆碳与 SOC 耦合矿化,在短期内促进内源 SOC 的分解,这种现象被称作"激发效应"(priming effects,PE)[5,6]. 因此,SOC 变化是由外源新碳净输入和内源 SOC 分解作用平衡的结果,若秸秆碳对 SOC 的贡献低于 PE 引起的 SOC 额外释放,就说明残留的秸秆碳不能维持 SOC 库的平衡; 反之,残留的秸秆碳可以维持 SOC 库的平衡[7]. 目前关于秸秆碳对 SOC 释放和形成的贡献影响研究已取得很大地进展,但是两者很少同时研究,导致无法比较土壤残留秸秆碳量和 PE 释放碳量的大小,因此不能定量分析秸秆新碳对 SOC 库的补偿效应.

土壤内外有机碳的周转受其 C/N 计量比的控制,单独施用高 C/N 比(>40:1)的秸秆可能会增加土壤微生物对无机氮素的需求[8],促进 SOC 的分解[2~4,9]; 相反,秸秆还田配施氮肥改善了外源底物的 C/N 计量比,满足微生物的 C/N 计量学需求,导致微生物更倾向于分解外源底物,进而减少内源 SOC 的矿化,增加 SOC 的稳定性[3,4]. 与单独施用秸秆相比,秸秆配施氮肥到底是增加还是减少 SOC 的固持是很难预测的,有待于进一步量化.

SOC 含量背景值很大,SOC 水平的短期变化,不能通过直接测定 SOC 含量来量化,而是间接定量 SOC 的分解释放和外源新碳对 SOC 输入的差值[1,10]. 在秸秆还田措施下,土壤释放 CO_2 和 SOC 中碳源分为外源秸秆新碳和内源 SOC 的贡献,两源区分土壤 CO_2 释放和 SOC 是量化土壤碳平衡的前提,而常规方法无法精确区分土壤内外源碳对土壤碳释放和固定的贡献,利用$^{13}C/^{14}C$ 示踪可以精确区分土壤 CO_2 和 SOC 中来源于土壤内外源碳的比例[11~13]. 本文选择 1990 年以来江北建成的第一个吨粮县——山东省桓台县高产粮田土壤为研究对象,为了明确秸秆配施氮肥调节 C/N 比对土壤内外源碳分解与碳平衡的影响,设置高于和低于土壤 C/N 比的秸秆与氮肥配比,即在不同施氮水平下(不施氮,低量尿素和高量尿素),采用^{13}C 标记玉米秸秆进行室内土壤控制培养,借助^{13}C 两元线性方程,拆分土壤 CO_2 释放和 SOC 中源于秸秆以及 SOC 的比例[14~16],进而量化秸秆和氮肥配比对土壤内外源 CO_2 释放和碳平衡的影响. 本研究将有助于提高华北平原秸秆还田下土壤碳平衡评估的准确性.

1 材料与方法

1.1 供试土壤和^{13}C 玉米秸秆

供试土壤来自华北集约农业生态系统试验站的 0~20 cm 土壤(起始于 2008 年),试验地点位于山东桓台县内,站点坐标为 E117°59′, N36°57′,海拔高度为 18 m[10]. 土壤类型为潮土类,具有粘壤土质结构(砂粒 29.3%、粉粒 32.1% 和黏粒 38.6%),土壤参数为:SOC 含量和 $\delta^{13}C$ 值分别为 14.6 g·kg^{-1} 和 −23.98‰,全氮 1.5 g·kg^{-1},铵态氮 1.8 mg·kg^{-1},硝态氮 18.3 mg·kg^{-1},pH 值 7.7(水土比为 2.5:1),速效钾 44.7 mg·kg^{-1},速效磷 23.9 mg·kg^{-1}.

供试^{13}C 标记玉米秸秆获得的具体步骤:在玉米出苗后第 29 d(拔节期),在密闭的透光标记室内,用^{13}C 丰度为 98% 的$^{13}CO_2$(通过 $Ba^{13}CO_3$ 与 1 mol·L^{-1} 的 HCl 生成)对玉米地上部脉冲标记 7 h,标记结束后 27 d 破坏性取样,挑选富集度相对均匀的^{13}C 标记秸秆($\delta^{13}C$ 值为 144‰ ±0.6‰,C 和 N 含量分别为 42.5% 和 0.7%)[16],烘干后,磨细过 2 mm 筛,装入自封袋中密封备用.

1.2 试验设计及方法

为了明确秸秆配施氮肥调节 C/N 比对秸秆与 SOC 分解的影响,本研究设置高于或低于土壤本身 C/N 比为 9.7 的外源碳氮投入,即在不同氮肥水平下,采用^{13}C 标记玉米秸秆进行室内土壤培养,共设置 4 个处理:CK,玉米秸秆 (S; C/N 为 60.7)、玉米秸秆 + 低量尿素 (SN1; C/N 为 11.5) 和玉米秸秆 + 高量尿素 (SN2; C/N 为 5.7),每个处理重复 3 次.

取过 2 mm 筛的新鲜土壤 200 g(按干基计算),土壤预培养 7 d,然后秸秆处理土壤分别加入 0.72 g 过 2 mm 筛的^{13}C 标记玉米秸秆(碳投入量为 1.5 g·kg^{-1}; 相当于田间秸秆还田量 9 600 kg·hm^{-2}),充分混匀后,装入 300 mL 培养瓶中,按 80% 的田间持水量加入去离子水,尿素以溶液形式一次性加入,然后在培养瓶中放入盛放 10 mL 1.0 mol·L^{-1} NaOH 溶液的小塑料瓶,用来吸收土壤释放的 CO_2,然后用涂上凡士林的瓶塞密闭,以防漏气[1]. 于 20℃ 在恒温箱中培养,培养时间为 32 周,每隔 3 d 通入无 CO_2 的空气,定期用称重法调节土壤含水量.

1.3 取样和测定

Shahbaz 等[17,18] 把秸秆碳组分的土壤微生物可利用性,将秸秆分解过程分成 3 个分解阶段:分解水溶性碳的快速阶段、木质化碳的下降阶段和木质素的缓慢阶段. 因此,本研究将秸秆分解为:初期(0~10 d)、中期(11~43 d)和后期(44~224 d)动态取

样，一共取样 16 次，分别在培养后的 1、3、5、7、10、14、18、22、29、43、57、85、113、141、183 和 224 d 取出小塑料瓶内的 CO_2 吸收液，再用新的 NaOH 溶液置换. NaOH 吸收液中的 CO_2-C 量用酸碱滴定法进行滴定，CO_2-δ^{13}C 值用 $CaCl_2$ 沉淀吸收液中的 CO_3^{2-}，用 Finningan MAT 251 型质谱仪测定 $CaCO_3$-δ^{13}C 值[19]. 设置 3 个空白瓶子，用于矫正 CO_2-C 量和 δ^{13}C 值[20].

培养结束后，取约 20 g 土壤置于白色板上，挑去残留秸秆，然后土壤中加入 3 mol·L^{-1}的 HCl 溶液 50 mL，用于去除土壤碳酸盐. 充分搅拌均匀并静置 2 d 后，放入离心机中以3 000 r·min^{-1}的转速离心 3 min，将上清液倒掉，重复此过程，用 pH 试纸检测上清液的 pH 值，洗到中性为止，并把酸化前的上清液倒回烧杯中（回收可溶性有机碳）[16]，在 60℃条件下烘干，利用球磨仪研磨过 0.15 mm 筛，利用 DELTA^{plus} XP 型质谱仪测定 SOC-δ^{13}C 值.

1.4　计算方法

1.4.1　两源区分土壤 CO_2 释放

在秸秆还田土壤上，土壤释放的 CO_2 来源于外源秸秆和内源 SOC 的分解. 本研究 SOC 的 δ^{13}C 值偏负（－23.98‰），^{13}C 标记秸秆偏正（δ^{13}C 值为 144‰），根据 SOC 与秸秆碳之间的 δ^{13}C 差异，借助 ^{13}C线性平衡方程，两源拆分土壤 CO_2 的释放[1~4]：

$$1 = f_{\mathrm{SOC}} + f_{\mathrm{Straw}} \tag{1}$$

$$\delta_{\mathrm{t}} = \delta_{\mathrm{SOC}} f_{\mathrm{SOC}} + \delta_{\mathrm{Straw}} f_{\mathrm{Straw}} \tag{2}$$

式中，f_{SOC}和 f_{Straw}分别代表土壤释放的 CO_2 来源于 SOC 和秸秆的比值；δ_{t}、δ_{SOC}和 δ_{Straw}分别代表土壤释放的 CO_2、SOC 和秸秆的 δ^{13}C 值.

1.4.2　量化秸秆与氮肥配比对激发效应和秸秆分解的影响

在氮肥配施秸秆下，土壤内外源 CO_2 释放可以划分为 4 个组分，包括 SOC 和秸秆碳的基础 CO_2 释放，以及 SOC 和秸秆碳的额外释放. 借助公式（1）和（2）量化秸秆单独添加或秸秆配施氮肥下 SOC 释放的 CO_2-C 量，减去对照处理中 SOC 释放的 CO_2-C 量，即可定量 SOC 矿化的激发效应[1~4]：

$$\mathrm{PE}_{\mathrm{SOC}} = C_{\mathrm{SOC}}^{处理} - C_{\mathrm{SOC}}^{\mathrm{CK}} \tag{3}$$

式中，$\mathrm{PE}_{\mathrm{SOC}}$代表每个培养瓶中因激发效应引起的 SOC 额外释放量（g·瓶$^{-1}$），$C_{\mathrm{SOC}}^{处理}$和 $C_{\mathrm{SOC}}^{\mathrm{CK}}$分别代表外源秸秆与氮肥添加和对照处理中 SOC 释放的 CO_2-C 量（g·瓶$^{-1}$）.

根据公式（1）和（2）量化秸秆矿化释放的 CO_2-C 量，用秸秆配施氮肥下减去秸秆单独添加下秸秆矿化量，即可定量秸秆配施氮肥降低 C/N 比对秸秆分解的影响[1~4]：

$$\mathrm{PE}_{\mathrm{Straw}} = C_{\mathrm{Straw}}^{+\mathrm{N}} - C_{\mathrm{Straw}}^{-\mathrm{N}} \tag{4}$$

式中，$\mathrm{PE}_{\mathrm{Straw}}$代表每个培养瓶中因氮肥添加导致秸秆分解的变化量（g·瓶$^{-1}$），$C_{\mathrm{Straw}}^{+\mathrm{N}}$ 和 $C_{\mathrm{Straw}}^{-\mathrm{N}}$分别代表秸秆配施氮肥和单独秸秆添加处理秸秆释放的 CO_2-C 量（g·瓶$^{-1}$）.

1.5　数据分析

用 Excel 2013 软件作图. 方差分析用 SPSS 17.0 软件计算. 土壤 CO_2 释放速率和累计量在不同时间和处理之间的显著性差异分析，以及土壤有机碳的净固定和秸秆对土壤碳的贡献在处理之间的比较，采用最小显著差异法（least significant difference, LSD；$P < 0.05$ 水平）.

2　结果与分析

2.1　土壤 CO_2 释放速率和累计排放量

随着培养时间的进行，土壤 CO_2 释放速率显著降低（$P < 0.001$），例如，土壤 CO_2 释放速率从培养初期（0 ~ 10 d）的 0.004 ~ 0.228 g·(kg·d)$^{-1}$，下降到培养后期（44 ~ 224 d）的 0.002 ~ 0.006 g·(kg·d)$^{-1}$（图 1）. 在培养初期和后期，秸秆单独添加或者配施氮肥显著提高土壤 CO_2 释放速率［图 1（a）和 1（c）］，在培养初期，不同处理的土壤释放 CO_2 速率比对照高 1.4 ~ 15.0 倍，在培养后期，仅高 0.5 ~ 1.0 倍；而在培养中期（11 ~ 43 d），单独施用秸秆或配施氮肥对土壤释放 CO_2 速率无显著影响［图 1（b）］. 在整个培养期，外加秸秆/和氮肥显著增加土壤 CO_2 的累计释放量（$P < 0.001$），随着培养时间的进行，不同处理的土壤 CO_2 的累计释放量比对照的提高幅度显著降低（$P < 0.001$），例如培养初期、中期和后期的提高幅度分别为 2.4 ~ 3.5 倍、0.6 ~ 1.4 倍和 0.1 ~ 0.6 倍（图 2）.

2.2　土壤释放 CO_2 中源于 SOC 和秸秆分解的动态贡献

随着培养时间的进行，SOC 分解对土壤释放 CO_2 的贡献呈先减少后升高的趋势，相反，秸秆矿化对土壤释放 CO_2 的贡献呈先升高后减少的趋势（图 3）. 在最初的第 1 d 取样，各个处理的 SOC 释放高于秸秆的矿化量，随着施氮量增加，SOC 释放的贡献率越高，例如 S、SN1 和 SN2 中土壤 CO_2 释放源于 SOC 比值分别为 0.79、0.67 和 0.57. 第 3 d 取样，各处理的秸秆矿化对土壤释放 CO_2 的贡献最高，约占据土壤 CO_2 释放的一半. 随着培养时间的进行，土壤释放的 CO_2 中源于 SOC 和秸秆的贡献分别急剧升高和下降，到培养期末，SOC 和秸秆

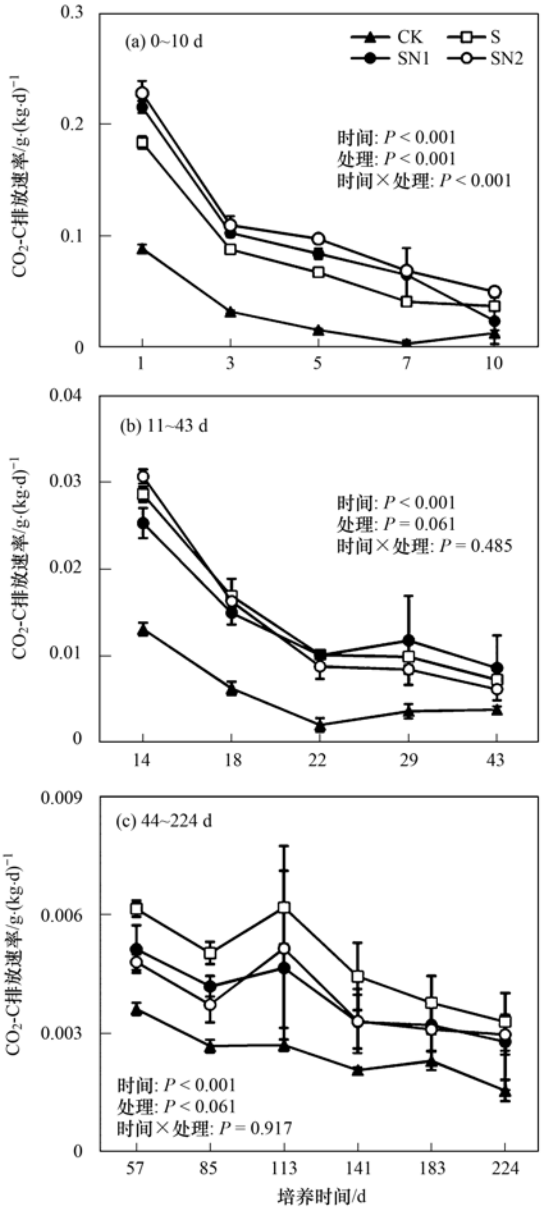


图 1　不同培养时期土壤 CO_2 排放速率

Fig. 1　Rate of soil CO_2 emissions during different duration period

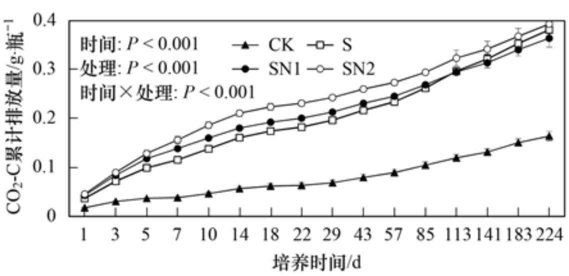


图 2　整个培养期的 CO_2-C 累计排放量

Fig. 2　Cumulative amount of soil CO_2-C emissions over the whole duration period

分解对土壤 CO_2 释放的贡献分别为 0.84 ~ 0.86 和 0.14 ~ 0.16.

在整个 32 周的培养期,秸秆矿化占秸秆投入量的比例高达 39.6% ~ 42.9%,秸秆矿化主要在最初 10 d 集中矿化,到第 10 d 取样,秸秆矿化占整个培养期秸秆碳释放的贡献为 50% 以上(图 4).

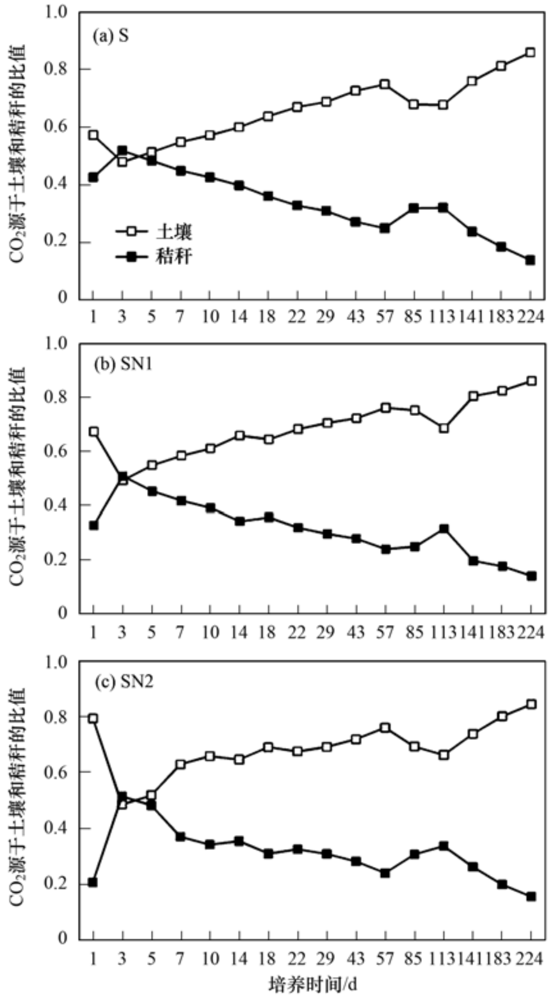


图 3　土壤释放 CO_2 中源于 SOC 和秸秆分解的贡献

Fig. 3　Contribution of SOC and straw decomposition to soil CO_2 emissions

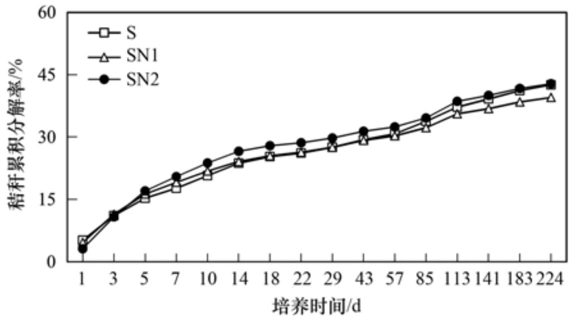


图 4　秸秆分解占秸秆投入量的比例变化

Fig. 4　Proportion change of straw decomposition in straw inputs

2.3　施氮量对秸秆分解的影响

在秸秆不同分解阶段,施氮对秸秆分解的影响不同:在第 1 d 取样,施氮降低秸秆的矿化,并且随施氮量增加而抑制增强,例如高氮和低氮施用对秸秆分解的抑制程度分别为 38.8% 和 10.3%;到第 3 ~7 d 取样,施氮逆转为促进秸秆的矿化,高氮施用

高于低氮施用的秸秆分解(29.8%～47.46% 和 14.5%～18.4%)；在接下来的时间取样，氮肥施用对秸秆分解的影响程度呈降低趋势，抑制程度达到 2.2%～34.2%[图 5(a)]. 在整个培养期，施氮对秸秆累计分解的影响呈先增加后减少的趋势，高氮和低氮施用对秸秆分解的促进程度最高分别为 15.8% 和 7.9%，到 43 d 取样，低氮施用逆转为抑制秸秆矿化(幅度为 0.6%)，经历整个培养期，低氮抑制秸秆幅度达到 7.1%，而高氮呈促进秸秆分解的趋势[幅度为 0.7；图 5(b)].

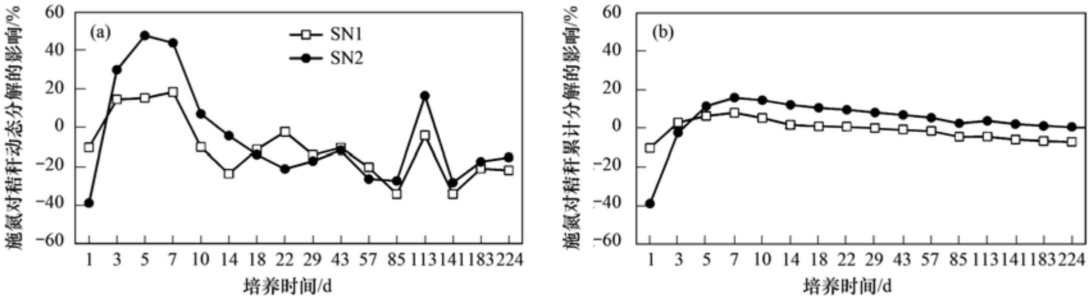


图 5　施氮量对秸秆动态分解和累计分解的影响

Fig. 5　Effect of the nitrogen fertilization rate on the dynamic and cumulative decomposition of straw

2.4　秸秆配施不同氮量对激发效应的影响

在整个培养期，秸秆配施不同氮量促进 SOC 的分解，在培养初期和中期，秸秆配施不同氮量引起的激发效应程度先增加后降低，各处理分别在第 7 d 和 22 d 达到最高，分别为 419%～939%[图 6(a)]和 144%～213%[图 6(b)]，在培养初期激发效应程度随施氮量增加而升高[图 6(a)]. 在培养后期，激发效应程度先增加后降低再增加的趋势，最高为 47%～102%[图 6(c)].

随着培养时间的进行，SOC 矿化的激发效应累计释放 CO_2-C 量逐渐增加，在第 183 d 之前取样，与单独秸秆施用，秸秆配施氮肥增加激发效应，尤其在 43 d 取样，秸秆配施高氮或低氮的激发效应分别是单独秸秆的 2 倍和 1.5 倍，经过 32 周培养，秸秆配施低氮与单施秸秆的激发效应趋于相同，秸秆配施高氮的激发效应是单施秸秆的 1.1 倍[图 7(a)]. 在整个培养期，各处理的激发效应程度呈先升高后降低趋势，在第 7 d 取样达到最高为 55%～148%，并且随着施氮量增加而升高，随着培养时间的进行，各处理的激发效应程度趋于相等，约为 50%[图 7(b)].

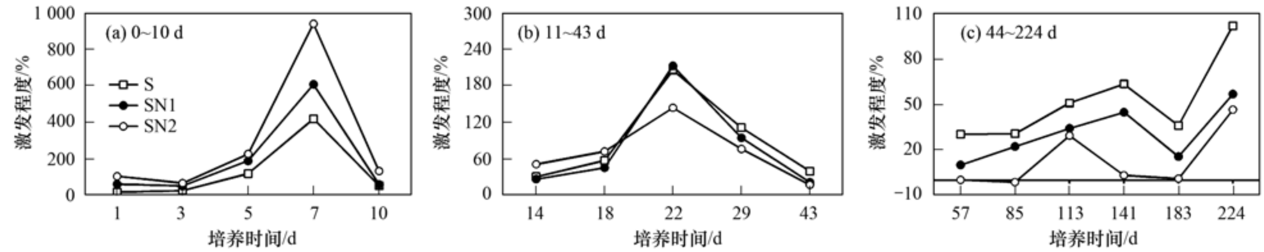


图 6　SOC 动态分解的激发效应程度

Fig. 6　Dynamics of the priming effect of SOC decomposition

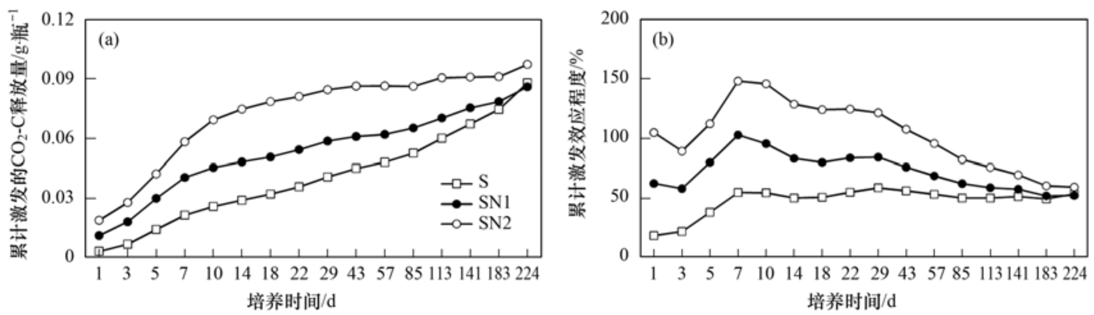
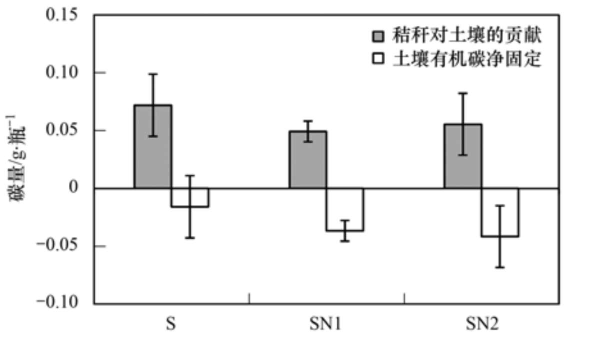


图 7　激发效应的累计分解量和程度

Fig. 7　Cumulative amount and extent of the priming effect

在整个培养期，土壤残留秸秆碳对 SOC 的贡献量为 0.049～0.072 g·瓶$^{-1}$(图 8)，低于激发效应引起的 SOC 额外分解碳量[0.086～0.097 g·瓶$^{-1}$；图 7(a)]，因此土壤残留秸秆碳不能完全补偿激发效应引起的 SOC 额外损失，导致 SOC 库的亏损(0.016～0.042 g·瓶$^{-1}$；图 8). 各处理对土壤残留秸秆碳

($P=0.356$)和土壤有机碳的净固定($P=0.388$)均无显著影响.



土壤有机碳的净固定 = 秸秆对土壤碳的贡献 - 激发效应额外释放碳量

图 8 土壤残留秸秆碳对激发效应的补偿

Fig. 8 Compensation for the priming effect of residual straw C in soil

3 讨论

3.1 秸秆分解阶段对 SOC 矿化的影响

一般秸秆分解分为快速分解、急剧下降和缓慢分解阶段,这是由于秸秆碳分为易降解的非结构性碳(可溶性糖和淀粉; 约占 20%)和难降解的结构性碳(纤维素和木质素; 约占 80%)[2],在本研究,秸秆集中分解主要在最初 10 d 内进行,秸秆分解量占据整个 32 周培养期的 50%,在培养中期(11 ~43 d)和缓慢分解期(44 ~224 d),秸秆矿化占据整个培养期矿化量的贡献率分别为 18% ~20% 和 26% ~31%(图 4). 在本研究,随着秸秆分解阶段的推移,秸秆配施不同氮量对 SOC 矿化的激发效应程度逐渐降低,例如在最初的 0 ~10 d,激发效应程度范围为 18% ~939%,然而在 11 ~43 d,激发效应程度下降为 17% ~213%,在 44 d 之后,激发效应程度范围为 0 ~102%(图 6). 这与 Wang 等[21]的研究结果类似,其发现玉米秸秆投入土壤后,秸秆分解大致为初始快速(0 ~9 d)、中期下降(9 ~30 d)和后期缓慢分解阶段(30 ~105 d),在最初的 9 d,秸秆分解对 SOC 矿化表现为负激发效应,这是由于底物偏好利用机制; 随着秸秆分解阶段的推移(9 ~30 d),负激发效应逆转为正激发效应,这主要归因于"协同代谢机制"; 在秸秆缓慢分解阶段(30 ~105 d),当秸秆中易分解碳和土壤无机氮耗尽,土壤微生物的代谢活动降低,降低对 SOC 的分解. 类似地,Shahbaz 等[18]的研究发现 3 种机制可以解释秸秆分解阶段对激发效应的动态影响机制,分为库替代、微生物残体再利用和共代谢机制:在小麦秸秆两周内的集中分解期,由于土壤微生物优先利用易分解秸秆碳和库替换机制,在这个期间小麦秸秆分解对 SOC 的分解呈负激发效应或者低的正激发效应; 然后激发效应值快速增长,在接下来的 15 ~60 d 内,土壤微生物碳显著下降,但特异性的胞外酶活性增加,这表明激发效应主要由微生物残体的再利用引起; 在接下来的秸秆缓慢分解阶段,秸秆对 SOC 的矿化呈激发效应,主要由共代谢机制来驱动. 因此,秸秆还田对激发效应方向与程度的影响取决于秸秆分解阶段[17,18,21].

3.2 秸秆配施氮肥调节 C: N 比对秸秆分解和激发效应的影响

本研究表明在秸秆集中分解阶段(最初 10 d 内),秸秆配施氮肥降低 C/N 比促进秸秆分解,并且随着施氮量增加而升高(图 5). 这是由于秸秆的 C/N 比是影响秸秆分解速率和养分释放的重要因素[8,21 ~23]. 前期大部分研究认为秸秆 C/N 比为 25 是决定秸秆还田后对土壤氮素固持与否的关键拐点,而禾本科作物秸秆 C/N 比远大于 25(>40),秸秆投入土壤后,土壤微生物利用易分解的秸秆碳进行大量繁殖,固定土壤无机氮,这导致微生物氮素需求的限制[8,20]. 因此需要补施氮肥来缓解土壤微生物对土壤无机氮的固持,来缓解秸秆分解导致微生物对氮素需求的缺乏[1 ~4]. 大部分研究表明秸秆配施氮肥降低 C/N 比可提高秸秆的矿化,尤其是在秸秆集中分解阶段[2 ~4,23]. 但是,也有部分研究报道施氮对秸秆矿化无影响甚至抑制作用[1,3],这可能与外源秸秆和氮肥的 C/N 投入比与土壤微生物需求相均衡有关,一般认为,外源底物的 C/N 投入比在 15: 1 ~25: 1对土壤微生物较为适宜[21,22].

秸秆配施氮肥调节 C/N 比不仅影响外源秸秆的分解,也影响内源 SOC 的分解[1 ~6,21,22]. 在本研究,在最初的 10 d,与单独秸秆添加相比,秸秆配施氮肥促进 SOC 的分解[图 6(a)],然而到秸秆缓慢分解时期,秸秆配施氮肥降低 SOC 的分解[图 6(c)]. Chen 等[9]的研究指出,微生物掘氮理论和化学计量学理论很好解释了这一矛盾现象:当土壤缺乏有效氮时,K 策略型微生物在竞争中处于优势,通过微生物掘取土壤有机质中的氮素,来缓解氮素缺乏,因此,秸秆配施氮肥导致 SOC 分解降低(氮挖掘机制)[3,6]; 外源秸秆碳和无机氮共同输入改善了分解底物的化学计量特征,更有利于 r 策略型微生物利用,加速内外源有机碳的分解,呈现正激发效应(化学计量学机制)[2,9].

3.3 秸秆投入对土壤有机碳平衡的影响

在本研究中,土壤残留秸秆部分不能完全补偿因激发效应引起的 SOC 的额外分解,与对照土壤相比,秸秆单独添加或与氮肥共同输入导致 SOC 的亏损(图 8). 尽管秸秆碳输入可以引发正激发效应,促进 SOC 的分解,但是秸秆碳并没有被土壤微生物完

全分解,土壤残留秸秆碳可以补偿因激发效应引起的 SOC 额外损失[7,24],因此,秸秆还田对 SOC 的截留到底是增加还是减少这是很难预测的,这需要借助^{13}C/^{14}C 同位素技术拆分土壤和 CO_2 中源于秸秆和 SOC 的比例,进而量化土壤碳平衡. 外源新碳对 SOC 固持作用一直存在争议,目前尚无一般性结论,既能增加 SOC 含量[3,24~26],也能导致 SOC 的亏损[1,27]. 这与外源新碳对土壤不同碳组分的分配有关,如果外源新碳分配在土壤的活性有机碳库,那么外源碳在土壤中的固定可能是短时间驻留,长期还是被分解; 相反,如果外源新碳进入土壤的缓效性有机碳库,从长期来看,外源新碳可以补偿激发效应引起的 SOC 额外释放[7,28,29]. 因此,秸秆碳对 SOC 平衡影响在一定程度上取决于培养时间,为了模拟华北地区玉米还田秸秆对冬小麦季 SOC 平衡的影响,本研究培养周期为 8 个月.

4　结论

(1)秸秆添加对 SOC 激发效应大小的影响取决于秸秆分解阶段,随着秸秆分解阶段推移,激发效应程度呈降低趋势.

(2)在秸秆分解初期,与单独外源秸秆输入相比,外源秸秆和氮肥共同输入改善了分解底物的 C/N 化学计量特征,促进了土壤内外有机碳的分解,并随着施氮量增加而加剧; 随着培养时间进行,秸秆配施氮肥对土壤内外有机碳的分解的促进程度呈降低趋势.

(3)经过整个培养期,土壤中外源秸秆残留碳量低于激发效应引起的 SOC 损失,与对照土壤相比,SOC 库表现为净亏损.

参考文献:

[1] Meng F Q, Dungait J A J, Xu X L, *et al*. Coupled incorporation of maize (*Zea mays* L.) straw with nitrogen fertilizer increased soil organic carbon in Fluvic Cambisol[J]. Geoderma, 2017, **304**: 19-27.

[2] Fang Y Y, Nazaries L, Singh B K, *et al*. Microbial mechanisms of carbon priming effects revealed during the interaction of crop residue and nutrient inputs in contrasting soils[J]. Global Change Biology, 2018, **24**(7): 2775-2790.

[3] Wang H, Hu G Q, Xu W H, *et al*. Effects of nitrogen addition on soil organic carbon mineralization after maize stalk addition[J]. European Journal of Soil Biology, 2018, **89**: 33-38.

[4] Wang D D, Zhu Z K, Shahbaz M, *et al*. Split N and P addition decreases straw mineralization and the priming effect of a paddy soil: a 100-day incubation experiment[J]. Biology and Fertility of Soils, 2019, **55**(7): 701-712.

[5] Qiu Q Y, Wu L F, Ouyang Z, *et al*. Priming effect of maize residue and urea N on soil organic matter changes with time[J]. Applied Soil Ecology, 2016, **100**: 65-74.

[6] Zhu Z K, Ge T D, Luo Y, *et al*. Microbial stoichiometric flexibility regulates rice straw mineralization and its priming effect in paddy soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, **121**: 67-76.

[7] 孙悦, 徐兴良, Kuzyakov Y. 根际激发效应的发生机制及其生态重要性[J]. 植物生态学报, 2014, **38**(1): 62-75.
Sun Y, Xu X L, Kuzyakov Y. Mechanisms of rhizosphere priming effects and their ecological significance[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2014, **38**(1): 62-75.

[8] 李涛, 何春娥, 葛晓颖, 等. 秸秆还田施氮调节碳氮比对土壤无机氮、酶活性及作物产量的影响[J]. 中国生态农业学报, 2016, **24**(12): 1633-1642.
Li T, He C E, Ge X Y, *et al*. Responses of soil mineral N contents, enzyme activities and crop yield to different C/N ratio mediated by straw retention and N fertilization[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2016, **24**(12): 1633-1642.

[9] Chen R R, Senbayram M, Blagodatsky S, *et al*. Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories[J]. Global Change Biology, 2014, **20**(7): 2356-2367.

[10] 孙昭安, 陈清, 韩笑, 等. ^{13}C 脉冲标记法定量冬小麦光合碳分配及其向地下的输入[J]. 环境科学, 2018, **39**(6): 2837-2844.
Sun Z A, Chen Q, Han X, *et al*. Estimation of winter wheat photosynthesized carbon distribution and allocation belowground via ^{13}C pulse-labeling[J]. Environmental Science, 2018, **39**(6): 2837-2844.

[11] 马欣, 魏亮, 唐美玲, 等. 长期不同施肥对稻田土壤有机碳矿化及激发效应的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(12): 5680-5686.
Ma X, Wei L, Tang M L, *et al*. Effects of varying long-term fertilization on organic carbon mineralization and priming effect of paddy soil[J]. Environmental Science, 2018, **39**(12): 5680-5686.

[12] 孙中林, 吴金水, 葛体达, 等. 土壤质地和水分对水稻土有机碳矿化的影响[J]. 环境科学, 2009, **30**(1): 214-220.
Sun Z L, Wu J S, Ge T D, *et al*. Effects of soil texture and water content on the mineralization of soil organic carbon in paddy soils[J]. Environmental Science, 2009, **30**(1): 214-220.

[13] 朱培立, 王志明, 黄东迈, 等. 无机氮对土壤中有机碳矿化影响的探讨[J]. 土壤学报, 2001, **38**(4): 457-463.
Zhu P L, Wang Z M, Huang D M, *et al*. Effect of inorganic nitrogen on mineralization of organic carbon (^{14}C + ^{12}C) in soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2001, **38**(4): 457-463.

[14] Sun Z A, Wu S X, Zhang Y W, *et al*. Effects of nitrogen fertilization on pot-grown wheat photosynthate partitioning within intensively farmed soil determined by ^{13}C pulse-labeling[J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2019, **182**(6): 896-907.

[15] Sun Z A, Chen Q, Han X, *et al*. Allocation of photosynthesized carbon in an intensively farmed winter wheat-soil system as revealed by $^{14}CO_2$ pulse labelling[J]. Scientific Reports, 2018, **8**: 3160.

[16] Meng F Q, Dungait J A J, Zhang X, *et al*. Investigation of photosynthate-C allocation 27 days after ^{13}C-pulse labeling of *Zea mays* L. at different growth stages[J]. Plant and Soil, 2013, **373**(1-2): 755-764.

[17] Shahbaz M, Kumar A, Kuzyakov Y, *et al*. Interactive priming effect of labile carbon and crop residues on SOM depends on residue decomposition stage: Three-source partitioning to evaluate mechanisms[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, **126**: 179-190.

[18] Shahbaz M, Kuzyakov Y, Sanaullah M, *et al*. Microbial decomposition of soil organic matter is mediated by quality and

quantity of crop residues: mechanisms and thresholds [J]. Biology and Fertility of Soils, 2017, **53**(3): 287-301.

[19] Harris D, Porter L K, Paul E A. Continuous flow isotope ratio mass spectrometry of carbon dioxide trapped as strontium carbonate [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1997, **28**(9-10): 747-757.

[20] Chen L Y, Liu L, Qin S Q, *et al*. Regulation of priming effect by soil organic matter stability over a broad geographic scale[J]. Nature Communications, 2019, **10**(1): 5112.

[21] Wang H, Boutton T W, Xu W H, *et al*. Quality of fresh organic matter affects priming of soil organic matter and substrate utilization patterns of microbes[J]. Scientific Reports, 2015, **5**: 10102.

[22] 魏圆云, 崔丽娟, 张曼胤, 等. 土壤有机碳矿化激发效应的微生物机制研究进展[J]. 生态学杂志, 2019, **38**(4): 1202-1211.
Wei Y Y, Cui L J, Zhang M Y, *et al*. Research advances in microbial mechanisms underlying priming effect of soil organic carbon mineralization[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, **38**(4): 1202-1211.

[23] Fang Y Y, Singh B P, Collins D, *et al*. Nutrient supply enhanced wheat residue-carbon mineralization, microbial growth, and microbial carbon-use efficiency when residues were supplied at high rate in contrasting soils [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, **126**: 168-178.

[24] Qiao N, Schaefer D, Blagodatskaya E, *et al*. Labile carbon retention compensates for CO_2 released by priming in forest soils [J]. Global Change Biology, 2014, **20**(6): 1943-1954.

[25] 陈威, 胡学玉, 陆海楠. 生物炭输入对土壤本体有机碳矿化的影响[J]. 环境科学, 2015, **36**(6): 2300-2305.
Chen W, Hu X Y, Lu H N. Impacts of biochar input on mineralization of native soil organic carbon[J]. Environmental Science, 2015, **36**(6): 2300-2305.

[26] Xu X R, An T T, Zhang J M, *et al*. Transformation and stabilization of straw residue carbon in soil affected by soil types, maize straw addition and fertilized levels of soil[J]. Geoderma, 2019, **337**: 622-629.

[27] Chowdhury S, Farrell M, Bolan N. Priming of soil organic carbon by malic acid addition is differentially affected by nutrient availability[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, **77**: 158-169.

[28] 何振超, 苏瑶, 喻曼, 等. 秸秆碳对不同施肥水平低肥力土壤碳组分的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2019, **36**(3): 304-312.
He Z C, Su Y, Yu M, *et al*. Effect of straw-derived carbon on carbon component of the low fertility soil at different nitrogen application rates [J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2019, **36**(3): 304-312.

[29] Li S Y, Gu X, Zhuang J, *et al*. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility[J]. Soil and Tillage Research, 2016, **155**: 199-206.

HUANJING KEXUE
Environmental Science (monthly)
Vol. 42 No. 1
Jan. 15, 2021

CONTENTS